

VAŽNOST BIOINDIKATORA PRI PROCJENI RADIOAKTIVNE  
KONTAMINACIJE

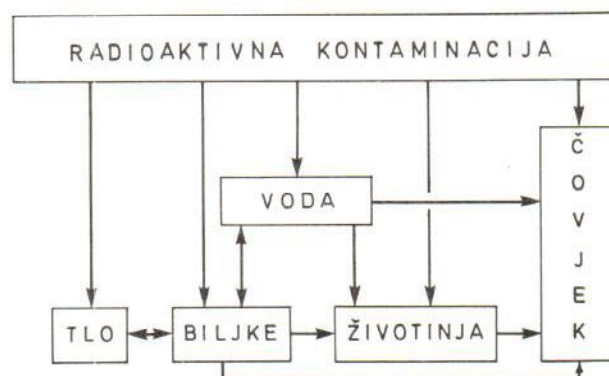
G. Marović

*Institut za medicinska istraživanja i medicinu rada Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb**Primljeno 17. V. 1990.*

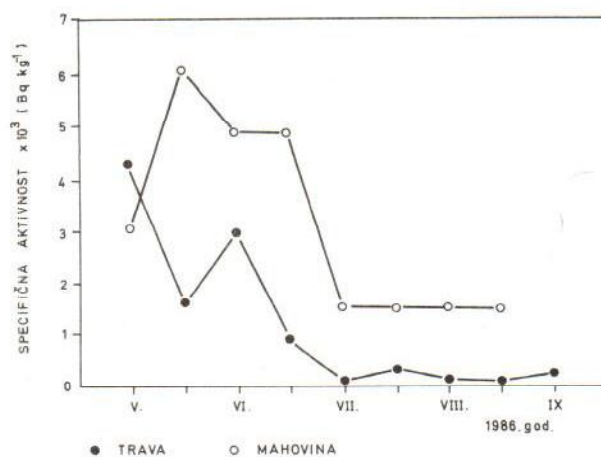
Prikazana su istraživanja radioaktivne kontaminacije nekih biljnih i životinjskih vrsta (bioindikatora) koje imaju sposobnost višestruke akumulacije fisijskih produkata. Uspoređeni su podaci o kontaminaciji bioindikatora iz svjetske i domaće literature s vlastitim osvrtom na akumulaciju  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  kao posljedicu nadzemnih nuklearnih eksperimenata i nesreće u Černobilu.

Radionuklidi (posebno biološki značajni:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) ispušteni u atmosferu nakon nuklearnih eksperimenata ili nesreća uključuju se u prehrambeni lanac životinja preko bilja, a time i u hranu čovjeka, što potiče na proučavanje njihove prisutnosti u okolišu (slika 1) (1–3). Procjena radioaktivne kontaminacije nekog ekosistema radionuklidima moguća je na osnovi poznavanja odnosa između sredine kontaminirane radioaktivnim tvarima i organizama koji u njoj žive. Biološki organizmi, a preko njih i čovjek, posebno mogu biti ugroženi radioaktivnim tvarima i u slučaju kada su aktivnosti tih tvari u danoj sredini vrlo niske. Sposobnost specifične akumulacije pojedinih radionuklida iz sredine u kojoj se nalaze imaju neke biljne (mahovina, lišaj, gljive) i životinjske vrste (divljač). Te vrste tako postaju bioindikator radioaktivne kontaminacije, a često su zbog velike akumulacije radioaktivnih tvari neprikladne za ljudsku prehranu (4–9).

Krajem pedesetih godina kada je utvrđen povišen sadržaj fisijskih produkata (osobito  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$ ) u mesu sobova i sjevernih jelena ukazala se potreba za detaljnim istraživanjima radioaktivne kontaminacije prehrambenog lanca (10–17). Utvrđeno je da mahovina i lišaji koji predstavljaju glavnu kariku njihovog prehrambenog lanca ovih životinja akumuliraju radionuklide iz padavina mnogo više nego jednogodišnje vaskularne biljke (18, 19). Mahovine i lišaji su višegodišnje biljke spora rasta (desetljeća, čak i stoljeća) koje u morfološkom smislu predstavljaju poseban tip biljaka. One su jedan od najznačajnijih kolektora cezija i stroncija te se procjenjuje da je akumulacija radionuklida u njima gotovo proporcionalna unosu (20, 21). Ove biljke iz zemlje gotovo

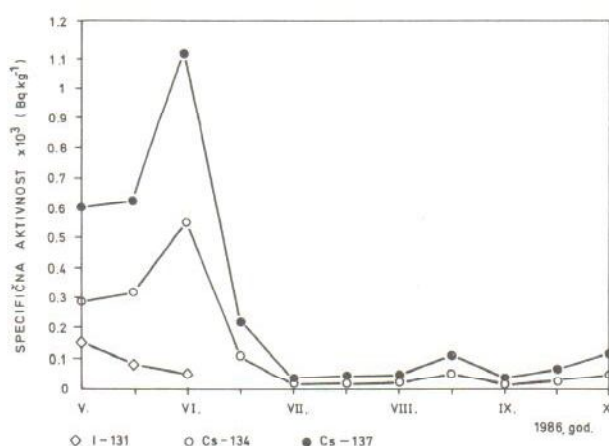


Slika 1. Prijenos radionuklida ispuštenih u atmosferu do čovjeka



Slika 2. Prosječna specifična aktivnost <sup>137</sup>Cs u travi i mahovini

ne resorbiraju fizijske produkte (ili u količinama koje su skoro zanemarive) te su kao takve najpogodnije za bioindikaciju nekog ekološkog područja (22, 23). Zbog resorpcije fizijskih produkata isključivo iz padavina glavni sadržaj radionuklida je u gornjim zelenim dijelovima mahovina i lišajeva. Osim toga prema literaturnim podacima unutar istog ekološkog područja otkrivene su velike varijacije u stupnju kontaminacije ovih biljaka. To se objašnjava nizom činilaca: od razlika u strukturi i načinu rasta do morfoloških i ekoloških karakteristika različitih vrsta (24–27). Mahovine i lišaji imaju



Slika 3. Prosječna specifična aktivnost  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  i  $^{137}\text{Cs}$  u mesu srna, srndaća, košuta i jelena

ključnu ulogu pri procjeni stupnja radioaktivne kontaminacije u skandinavskim zemljama te sjevernim dijelovima SSSR-a gdje u zimskim mjesecima predstavljaju jedinu hranu sobova i sjevernih jelena (23). S obzirom na to da je meso sobova i sjevernih jelena glavni izvor animalnih proteina u prehrani Eskima, Laponaca i drugih stanovnika sjevernih područja, taj neobični prehrambeni lanac (mahovina, lišaj – divljač – čovjek) predstavlja povećan rizik. Prema literaturnim podacima, s obzirom na način života i prehrane, divljač može akumulirati fizijske produkte (posebno  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$ ) tri ili više puta u odnosu na domaće životinje. Kako divljač živi isključivo od hrane koja nije izmijenjena poljoprivrednom obradom, ove životinje mogu poslužiti kao bioindikator geografske i sezonske radioaktivne kontaminacije (18). Uzrok visoke specifične aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  u mesu ovih životinja nije samo u povećanoj depoziciji fizijskih produkata već prije svega u njihovom prehrambenom lancu, gdje ključnu ulogu imaju mahovine i lišaji. Kao posljedica intenzivnog testiranja nuklearnog oružja krajem šezdesetih godina u uzorcima lišaja sakupljenih u Laponiji otkrivena je specifična aktivnost  $^{90}\text{Sr}$  od  $1,11 - 3,70 \text{ E} + 2 \text{ Bq kg}^{-1}$  suhe tvari i prosječno oko  $1,48 \text{ E} + 3 \text{ Bq kg}^{-1}$  suhe tvari  $^{137}\text{Cs}$  (9, 11). Slični rezultati za lišaje objavljeni su za sjeverni dio Aljaske, a nešto niži za Norvešku i Švedsku ( $3,70 \text{ E} + 2$  do  $1,11 \text{ E} + 3 \text{ Bq kg}^{-1}$  za  $^{137}\text{Cs}$ ). Budući da svaki sob pojede oko 6 kg lišaja (50% suhe tvari), njegov dnevni unos u zimskim mjesecima šezdesetih godina bio je oko  $5,55 \text{ E} + 2 \text{ Bq } ^{90}\text{Sr}$  i  $4,44 \text{ E} + 3 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}$  (11). Kontaminacija mesa sobova i sjevernih jelena znatno se smanjuje u ljetnim mjesecima kada ove životinje ne jedu isključivo mahovine i lišaj već i jednogodišnje mnogo manje kontaminirane biljke (travu, konjski rep, pupoljke, lišće breze, vrbe itd). U tim mjesecima (od svibnja do kolovoza) prehrana sobova sadrži svega 5–10% mahovina i lišaja te je meso sobova i jelena najmanje kontaminirano cezijem upravo u ljetnim mjesecima (11, 28). U nekoliko studija analizirana su tkiva istih sobova te je



ustanovljeno da jetra, slezena i pluća sadrže oko 1/3 do 1/2, bubrezi 2/3 i krv 1/10 sadržaja aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  u odnosu na meso. Ustanovljeno je da i unutar jednog te istog stada sobova postoji razlika u kontaminaciji cezijem mesa pojedine životinje i do 30%. Finski istraživači govore o većoj varijaciji cezija u mesu mužjaka sobova u usporedbi s ženkama. To se pripisuje fiziološkim parametrima koji utječu na akumulaciju i distribuciju cezija. Razlike u kontaminaciji cezijem između pojedinih stada sobova teško je odrediti zbog velike migracije ovih životinja. Isključiva prehrana mesom sobova i sjevernih jelena u slučaju nekih sjevernih naroda te povećana konzumacija mesa divljači lovačkih populacija upozorila je na neobičnu važnost procjene radijacijskog rizika u tome ekološkom lancu (28).

U našoj zemlji mahovine i lišaji ne predstavljaju tako značajnu kariku u prehrani divljači te u domaćoj literaturi postoji oskudan broj podataka koji obrađuje ovu problematiku. Pored toga divljač nema onu važnost u prehrani naše populacije kao što je to slučaj za gore spomenute narode. Istraživanja radioaktivne kontaminacije divljači fisijskim produktima provode se na našem području od 1958. godine. Na području Hrvatske početkom 70-ih godina postoje objavljeni podaci o aktivnosti  $^{90}\text{Sr}$  u kostima divljači (jelen, divlja svinja). Autori navode da je uzrok niže kontaminacije kostiju jelena sa  $^{90}\text{Sr}$  ( $4,46 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) u odnosu na divlje svinje ( $1,78 \text{ E} + 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ ) različit način prehrane ovih životinja (29, 30). Na području Bosne i Hercegovine, istih godina prosječne specifične aktivnosti  $^{90}\text{Sr}$  bile su  $5,95 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$  u kostima divokoze,  $8,22 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$  u kostima srne i  $1,34 \text{ E} + 2 \text{ Bq kg}^{-1}$  u kostima divlje svinje. Povećane aktivnosti  $^{90}\text{Sr}$  u kostima divljači opravdava podatak da je specifična aktivnost navedenog radionuklida u mahovini i lišaju bila oko  $3,10 \text{ E} + 2 \text{ Bq kg}^{-1}$  (8, 31–36). Intenzivna istraživanja kontaminacije divljači na području Hrvatske provode se početkom 80-ih godina prije stavljanja u pogon NE Krško. Prosječna specifična aktivnost  $^{90}\text{Sr}$  u srnećim kostima iznosila je  $1,53 \text{ E} + 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ , u kostima fazana  $8,70 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$ , a u kostima zečeva  $1,10 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$  (37). Iz objavljenih podataka istraživanja stupnja radioaktivne kontaminacije  $^{137}\text{Cs}$  na području Bosne i Hercegovine 70-ih godina saznajemo da je stupanj radioaktivne kontaminacije divljači tog područja niži za red veličine u usporedbi s literaturnim podacima. Autori navode da je manji postotni udio lišaja i mahovina u sastavu prehrane divljači našeg podneblja uzrokom niže kontaminacije (31–33). Prosječne specifične aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  bile su  $1,85 \text{ E} 0 \text{ Bq kg}^{-1}$  u srnećem mesu,  $2,72 \text{ E} 0 \text{ Bq kg}^{-1}$  u mesu divlje svinje i  $4,89 \text{ E} 0 \text{ Bq kg}^{-1}$  u mesu divokoze. Autori također navode razlike u kontaminaciji iste vrste divljači, lokaciji lovnog područja, godišnjem dobu kada je izvršen odstrel te starosti životinje. Na području Hrvatske 80-ih godina prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u srnećem mesu koja je iznosila  $1,19 \text{ E} + 1 \text{ Bq kg}^{-1}$ , bila je oko 20 puta veća u odnosu na govede meso. Istih godina u mesu zečeva prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  bila je  $4,80 \text{ E} - 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ , a u mesu fazana  $4,00 \text{ E} - 1 \text{ Bq kg}^{-1}$  (37).

Značenje bioindikatora pri procjeni stupnja radioaktivne kontaminacije nekog područja došlo je posebno do izražaja nakon nuklearne nesreće u Černobilu. U većini evropskih zemalja već u prvim danima svibnja detektirane su visoke specifične aktivnosti joda i cezija u mesu i iznutricama divljači. Tako je u Njemačkoj u štitnjači srne u svibnju 1986. godine zabilježena maksimalna specifična aktivnost  $^{131}\text{I}$  od 1,7

$E+7 \text{ Bq kg}^{-1}$ , što je dovelo do zabrinutosti i nesigurnosti lovaca. Na istom području (Bavarska) još u lipnju 1986. godine prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u mesu jelena i srna bila je  $1,00 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$ , dok su pojedini maksimumi prelazili preko  $2,00 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$  (38). Tako visoku aktivnost mesa divljači opravdavaju procjene da je na to područje neposredno nakon nuklearne nesreće deponirano oko  $40 \text{ KBq m}^{-2} \text{ }^{137}\text{Cs}$ . Ukupna depozicija ovog radionuklida od pokusa s nuklearnim oružjem do 1980. godine bila je  $5 \text{ KBq m}^{-2}$  na  $40^\circ - 50^\circ$  sjeverne geografske širine (39, 40). U drugim dijelovima Njemačke prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u mesu srna iznosila je  $2,67 E+2 \text{ Bq kg}^{-1}$  u svibnju, a tokom kolovoza  $8,10 E+1 \text{ Bq kg}^{-1}$  (38). Slični podaci objavljeni su i u drugim zemljama Evrope. U južnoj Švicarskoj zabilježena je najveća kontaminacija mesa divljači s maksimalnom aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  od  $4,44 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$  u mesu srna. Prosječna aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u mesu divljači u istočnoj Švicarskoj bila je  $2,70 E+2 \text{ Bq kg}^{-1}$  (41). Švedski autori navode da je aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u mesu sobova bila veća od  $1,00 E+4 \text{ Bq kg}^{-1}$ , što je i razumljivo zbog visoke kontaminacije prehrambenog lanca ovih životinja (42, 43). Na tom području u 1986/87. godini nije došlo do ograničavanja lova, no postojale su stroge preporuke o potrebi smanjenja konzumacije mesa divljači (ne više od  $20 \text{ kg}$  po osobi godišnje) (44–46).

Opsežna istraživanja kontaminacije prehrambenog lanca mahovina, lišaj – divljač – čovjek izvršena su na području Hrvatske nakon nesreće u Černobilu (47–49). Prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u mahovini 1986. godine bila je  $3,15 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$ , što je za red veličine više nego u mahovini na području Bosne i Hercegovine u godinama prije nesreće (50). Na slici 2. prikazana je prosječna specifična aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  u tvari i mahovini za nekoliko mjeseci neposredno nakon nesreće u Černobilu. Maksimalne aktivnosti  $^{137}\text{Cs}$  zabilježene su u svibnju i lipnju. Prosječna aktivnost mahovine bila je nekoliko puta veća od aktivnosti trave. To je bilo uzrokom veće kontaminacije divljači u odnosu na domaću stoku koja dolazi do hrane i s kultiviranih površina gdje je stupanj radioaktivne kontaminacije bio daleko niži. U pojedinim uzorcima mahovine aktivnost  $^{137}\text{Cs}$  bila je do  $9,00 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$ , a aktivnost  $^{131}\text{I}$  i do  $3,3 E+4 \text{ Bq kg}^{-1}$  (51). Povišene specifične aktivnosti cezija nađene su i u nekim vrstama gljiva (smrčak, cigančice) s maksimumom od  $1,70 E+3 \text{ Bq kg}^{-1}$  za sumu  $^{134}\text{Cs}$  i  $^{137}\text{Cs}$ . Primijećene su razlike u kontaminaciji iste vrste gljiva (cigančice) čak i na istom području, što navode i drugi autori (52). Zato su gotovo sve vrste krupne i sitne divljači pokazale izrazito visoku kontaminaciju fizijskim produktima. Na slici 3. prikazane su prosječne mjesečne specifične aktivnosti  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  i  $^{137}\text{Cs}$  u mesu visoke krupne divljači (srne, srndaći, košute, jelena). U pojedinim uzorcima zabilježene su vrijednosti i do  $2,10 E+3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$ . Prema podacima istraživanja kontaminacije mesa srna u godinama prije nesreće u Černobilu može se zaključiti da je prosječna kontaminacija te vrste mesa nakon nesreće porasla do 25 puta. Iako je došlo do višestrukog povećanja kontaminacije mesa divljači na našem području, ova vrsta mesa zbog male konzumacije nije predstavljala rizičnu prehrambenu komponentu (47).

*Zabvala* — Zahvaljujem dr. N. Lokobauer na pomoći i korisnim savjetima pri izradi ovog rada.



## LITERATURA

1. *World Health Organization, WHO*. Selected Radionuclides. Geneva, 1983.
2. *International Committee on Radiological Protection, ICRP*. Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials. ICRP Publication 7. Oxford: Pergamon Press, 1965.
3. *International Atomic Energy Agency, IAEA*. Principles of Establishing Limits for the Release of Radioactive Elements into the Environment. Safety Series No. 45 IAEA, Beč, 1978.
4. *Krauzer W*. Bioindikatoren zur Überwachung bestimmter Ökosysteme auf ihre Cs-137 Kontamination. U: Proceedings of International Symposium on Radioecology Applied to the Protection of Man and his Environment. Rim, 1971:405–23.
5. *Horšić E*. Prilog istraživanjima nivoa koncentracije, koncentracijskih faktora i apsorbiranih doza u sistemu voda/riba s osvrtom na radijaciono opterećenje čovjeka važnim prirodnim (uran, Ra-226) i fisionim (Sr-90 i Cs-137) radionuklidima (Disertacija). Sarajevo: Veterinarski fakultet, 1980.
6. *Hanson WC*. Radiological Concentration Processes Characterizing Arctic Ecosystems. Radioecological Concentration Processes, 1967:183–91.
7. *Hanson WC, Watson DG, Perkins RW*. Concentration and Retention of Fallout Radionuclides in Alaskan Arctic Ecosystems. Radioecological Concentration Processes, 1967:233–40.
8. *Kljajić R*. Prilog istraživanju bioindikatora radioaktivne kontaminacije fisionim produktima (Cs-137 i Sr-90) (Magistarski rad). Sarajevo: Veterinarski fakultet, 1981.
9. *Paakkola O, Miettinen JK*. Sr-90 and Cs-137 in Plants and Animals in Finnish Lapland during 1960. Ann Acad Sci Fennicae. Scient Series A, II. Chemica 1963;125.
10. *Persson B*. Sr-90 in Lichen in Northern Sweden, from 1961 until 1968: Total Accumulation and Internal Distribution. 5th R.I.S. Symposium. Helsinki, 1969.
11. *Miettinen JK et al*. Cs-137 and Potassium in People and Diet – a Study of Finnish Lapps. Ann Acad Sci Fennicae, Scient Series A, II. Chemica 1963;120.
12. *Mattson S*. Cs-137 in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*: deposition, retention and internal distribution, 1961–1970. Health Phys 1975;28:233–48.
13. *Turner FB, Kowalewsky B, Rowland RH, Larson KH*. Uptake to radioactive material from a nuclear reactor by small mammals at the Nevada test site. Health Phys 1964;10:65–8.
14. *Liden K, Gustafsson M*. Relationships and Seasonal Variation of Cs-137 in Lichen, Reindeer and Man in Northern Sweden 1961. to 1965. Radioecological Concentration Processes, 1967:193–8.
15. *Hanson WC*. Cs-137 in Alaskan lichens, Caribou and Eskimos. Health Phys 1967;13:383–9.
16. *Häsänen E, Miettinen JK*. Gamma emitting radionuclides in subarctic vegetation during 1962–64. Nature 1966;212:379–84.
17. *Hanson WC, Eberhardt LL*. Effective half-times of radionuclides in Alaskan lichen and Eskimos. Report USAEC CONF 670503, 1969.
18. *Marović G, Senčar J, Bauman A*. Ovisnost radioaktivne kontaminacije divljači o prehrani. U: Zbornik radova, XI jugoslovenski simpozijum za zaštitu od zračenja. Priština, 1989:13–6.
19. *Rabon EW*. Some seasonal and physiological effects on Cs-137 and Sr-90 content of the white-tailed deer *Odocoileus Virginianus*. Health Phys 1968;15:37–42.
20. *Davis JJ, Hanson WC, Watson DG*. Some effects of environmental factors upon accumulation of world-wide fallout in natural populations. Radioecology 1963;35.
21. *Heatwole H*. Moisture exchange between the atmosphere and some lichens of the genus *Cladonia*. Mycologia 1966;58:148–52.
22. *Salo A, Miettinen JK*. Sr-90 and Cs-137 in Arctic vegetations during 1961. Nature 1964;201:1177–9.

23. Witkamp M, Frank ML. Retention and loss of Cs-137 by components of the groundcover in a pinee (*Virginiana L.*) Stand. Health Phys 1967;13:985–90.
24. Krauzer W, Schauer Th. The vertical distribution of Cs-137 in *Cladonia rangiferina* and *C. silvatica*. Svensk Botanisk Tidskrift 1972;66:266–88.
25. Osburn WS Jr. The dynamics of fallout distribution in a Colorado Alpine tundra snow accumulation ecosystem. Radioecology 1963;51.
26. Remmenga EE, Whicker FW. Sampling variability in radionuclide concentrations in plants native to the Colorado Front range. Health Phys 1967;13:977–83.
27. Seaward MRD. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to <sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs. I Environ Radioactivity 1988;7:123–9.
28. Miettinen JK, Häsänen E. Cs-137 in Finnish Lapps and other Finns in 1962–1965. Radioecological Concentration Processes 1967:221–8.
29. Radioaktivnost životne sredine u Jugoslaviji. Beograd: Savezni komitet za rad, zdravstvo i socijalnu politiku. (Podaci za razdoblje 1963–1976).
30. Bauman A, Franić N, Baumštark M. Kretanje <sup>90</sup>Sr u životinjskim kostima. Veterinaria 1978;27:505–8.
31. Milošević Z, Horšić E, Bauman A. Neki podaci o količini fisionih produkata u divljači. Veterinaria 1976;25:297–8.
32. Kljajić R, Milošević Z, Horšić E, Bauman A. Nivo radioaktivnosti u divljači s područja centralne Jugoslavije. XII svjetski kongres veterinarar, Moskva 1979. Neobjavljeno saopćenje.
33. Milošević Z, Horšić E, Bauman A, Kljajić R. Nivo radioaktivnosti u divljači sa područja BiH. U: Zbornik IX simpozija Jugoslavenskog društva za zaštitu od zračenja. Jajce, 1977:321.
34. Milošević Z, Horšić E, Bauman A, Kljajić R, Milanović A. Radioaktivnost u uzorcima mesa preživaca sa područja BiH. Veterinaria 1977;26:550–4.
35. Milošević Z, Petrović B. Značaj strukture ishrane životinja u radijaciono-higijenskoj zaštiti animalne proizvodnje. Veterinaria 1978;27:489–92.
36. Milošević Z, Kljajić R, Horšić E, Saračević L, Bauman A. Uticaj ekstenzivne ishrane na nivo radioaktivnosti mesa malih preživaca. Hrana i ishrana 1981;22:3–34,141.
37. Rezultati kontrole radioaktivnosti porijeklom od rada NE Krško. Izvještaji Instituta za medicinska istraživanja i medicinu rada Sveučilišta u Zagrebu za godine 1981, 1982, 1983.
38. Gans P, Rühle H. Radioaktive Stoffe im Fleisch von Rehwild infolge des Reaktorunfalls in Tschernobyl. Bundesgesundhbl 1986;29:397–8.
39. World Health Organization, WHO. Chernobyl Reactor Accident. Report of a Consultation 6 May 1986. WHO 1986.
40. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. New York 1982.
41. Schmid E, Byrde F, Häslar St, Heiz H-J, Meyer M, Sörensen J. Der Radionuklidgehalt in Fleisch vom Schlachttieren und Jagdwild in der Schweiz infolge des Reaktorunfalles von Tschernobyl. Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation, Band I, Bern 1986:437–45.
42. Swedish National Institute of Radiation Protection. Chernobyl – its impact on Sweden. Report SSI–86–12 1986.
43. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. New York 1988.
44. Mascanzoni D. Chernobyl's challenge to the environment: a report from Sweden. Sci Total Environ 1987;67:133–48.
45. Green N, Dodd NJ. The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. Sci Total Environ 1988;69:367–77.
46. Rantavaara A, Nygrén T, Nygrén K, Hyrönen T. Radioactivity of Game Meat in Finland after



- the Chernobyl Accident in 1986. STUK – A 62 (1987) Suppl. 7 to Annual Report STUK – A 55, Helsinki 1987.
47. Marović G. Procjena nuklearnog akcidenta pomoću bioindikatora (Disertacija). Zagreb: Tehnološki fakultet Sveučilišta u Zagrebu, 1990.
  48. Marović G, Bauman A, Lokobauer N, Senčar J. Importance of Bioindicators in the Assessment of Radioactive Contamination. U: II Yugoslav – Italian Symposium. Radiation Protection: Advances in Yugoslavia and Italy. Udine 1988.
  49. Marović G, Lokobauer N, Bauman A. Bioindikatori radioaktivne kontaminacije. U: Zbornik radova Savjetovanje o izlaganju zračenju iz prirodne sredine i procjena odgovarajućeg radijacionog rizika. Kragujevac, 1986:127–35.
  50. Kljajić R, Horšić E, Milošević Z, Mibalj A, Hasanbašić D, Saračević L. Nivo aktivnosti Sr-90 i Cs-137 u lišaju i mahovini planinskog područja BiH. XII simp. JDZZ, Ohrid. Zbornik radova 1983:104–8.
  51. Marović G, Cesar D, Bajlo M, Bauman A. How Game was Affected after the Chernobyl Accident. U: Current Problems and Concerns in the Field of Radiation Production. XIVth Regional Congress of IRPA, Kupari, 1987:111–4.
  52. Herrmann A, Schüpbach MR, Görlich W, Wölke H. Kräuter, Kräutertee und Pilze. Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation. Band I. Bern 1986:487–91.

#### Summary

#### THE ROLE OF BIOINDICATORS IN ASSESSING RADIOACTIVE CONTAMINATION

The paper is a survey of investigations into radioactive contamination of selected plant and animal species (bioindicators) which have the capacity for multiple accumulation of fission products. Literature data on the contamination of bioindicators are compared with special reference to the accumulation of  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as a result of atmospheric nuclear experiments and the nuclear accident at Chernobyl.

*Institute for Medical Research and Occupational Health,  
University of Zagreb, Zagreb*